

DESAFIOS E ESTRATÉGIAS DE CONTROLE DA QUALIDADE DO AR EM REGIÕES METROPOLITANAS

Mauricio Soares da Silva^{1,3}
Luiz Claudio Gomes Pimentel²

1. A Qualidade do Ar nas Regiões Metropolitanas do Brasil

A matriz energética mundial está calcada na ampla utilização de combustíveis fósseis, cujos processos de combustão são responsáveis pela emissão de uma vasta gama de poluentes atmosféricos, que geram impactos ambientais no nível global (amplificação do efeito estufa), regional (episódio de chuva ácida) e local (oxidantes fotoquímicos). De acordo com a sua origem, os poluentes podem ser classificados como primários, que são aqueles emitidos pelas fontes poluidoras diretamente na atmosfera, ou secundários, que são formados na própria atmosfera, como resultado dos mecanismos de cinética de reações químicas entre os poluentes primários e outros constituintes normalmente encontrados na atmosfera. Com relação ao local de liberação, as fontes de emissões antropogênicas são classificadas como fixas, características das instalações industriais, ou móveis, oriundas do setor de transporte terrestre, hidroviário e aeroviário.

Os principais problemas associados à degradação ambiental e, mais especificamente à qualidade do ar, estão relacionados ao crescimento desordenado de espaços urbanos e industriais. A esses ambientes convencionou-se denominar Regiões Metropolitanas (RMs), que mesmo ainda suscitando uma discussão sobre a clara definição do termo, podemos associar essa caracterização a um conjunto de espaços urbanos e industriais que apresentem uma interligação. No ano de 1973, o Brasil contava com nove RMs, atualmente, segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), existem 36 Regiões Metropolitanas no país (ILSON, 2012). O surgimento de novas RMs e o crescimento desordenado das existentes aliado à carência de estratégias eficientes de gestão da qualidade do ar têm contribuído para a elevação dos níveis de concentração de poluentes atmosféricos como partículas inaláveis (PI) e ozônio, com desdobramentos negativos na saúde da população (WHO, 1987, 2000, 2006, 2013a, 2013b) e consideráveis impactos sobre os ecossistemas.

Em contrapartida, é inegável o avanço das técnicas de controle ambiental e, mesmo, a busca de ações visando estabelecer uma legislação adequada para o enfrentamento da degradação associada às emissões veiculares e industriais como a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA) editada pela Lei 6938/1981 e as Resoluções do Conselho Nacional de Meio Ambiente de 1989 e 1990, que constituem o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR). As diretrizes estabelecidas no PRONAR consolidaram instrumentos de controle ambiental como os padrões primários e secundários de qualidade do ar, que são os limites de concentrações de poluentes atmosféricos, cuja ultrapassagem ocasiona problemas na saúde e no meio ambiente em geral. No entanto, no documento intitulado "Primeiro Diagnóstico da Rede de Monitoramento da Qualidade do Ar do Brasil", elaborado pelo Instituto de Energia e Meio Ambiente (IEMA), ficou exposto que o cenário brasileiro ainda é bem preocupante no que tange a qualidade do ar e a gestão das

¹ Universidade Federal do Rio de Janeiro, NCQAr/LAMMA/IGEO/UFRJ, Av. Brigadeiro Trompowsk, Rio de Janeiro, RJ, Brasil; ² Universidade Federal do Rio de Janeiro, COPPE; ³ Autor de correspondência: soares@lamma.uffj.br

Regiões Metropolitanas Brasileiras (RMBs) (IEMA, 2014). Neste diagnóstico ficaram evidentes as deficiências na rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil e identificou-se que das 21 Unidades Federativas onde estão inseridas as 36 RMs, apenas 12 geram dados sobre a qualidade do ar, indicando a ineficácia em uma atividade essencial para a gestão da qualidade do ar de regiões com grande potencial poluidor.

As informações reunidas por IEMA (2014) expõem a degradação da qualidade do ar em todas as RMBs quando comparadas aos padrões nacionais, situação que se agrava quando os limites de referência mais restritivos da Organização Mundial de Saúde são considerados. Através deste apanhado de informações constatam-se ultrapassagens aos padrões de qualidade do ar para todos os poluentes legislados, exceto para o monóxido de carbono. Ainda segundo este diagnóstico, dentre todos os poluentes monitorados, o material particulado e ozônio são os que mais contribuem para a degradação da qualidade do ar nos grandes centros urbanos. De forma a resumir o diagnóstico realizado por IEMA (2014), são apresentadas na Tabela 1 as regiões monitoradas e os padrões de qualidade do ar ultrapassados (períodos curtos ou longos) dos últimos cinco anos considerados no diagnóstico (2008 a 2012) para cada poluente regulamentado.

Tabela 1 – Poluentes que ultrapassaram os padrões de qualidade do ar nas regiões com monitoramento no Brasil entre 2008 a 2011.

Poluente	PTS	FMC	SO ₂	PI	NO ₂	CO	O ₃
Distrito Federal	PP	PS	OMS	OMS	NU	SD	SD
RM de Vitória	PS	SD	OMS	OMS	PS	NU	NU
RM de Belo Horizonte	SD	SD	OMS	PP	PP	NU	PP
RM de Curitiba	PP	PP	PP	PP	PP	NU	PP
RM do Rio de Janeiro	PP	SD	PS	PP	PP	NU	PP
Região do Médio Paraíba	PP	SD	PS	OMS	PS	NU	PP
Região do Norte Fluminense	PP	SD	OMS	OMS	PS	NU	PP
RM de Salvador	NU	SD	PS	OMS	NU	NU	PP
RM de Porto Alegre	SD	SD	OMS	PP	PS	NU	PP
Interior do Rio Grande do Sul	SD	SD	NU	SD	SD	SD	SD
RM de São Paulo	PP	PP	OMS	PP	PP	NU	PP
RM da Baixada Santista	PP	PS	PS	PP	PS	SD	PP
Interior do Estado de São Paulo	PP	PS	SD	PP	PS	SD	PP
RM de Campinas	SD	NU	OMS	OMS	OMS	NU	PP
RM do Vale do Paraíba e Litoral Norte	SD	PS	OMS	OMS	SD	NU	PP

Fonte: IEMA 2014.

PTS. Partículas Totais em Suspensão; **FMC.** Fumaça; **PI.** Partículas Inaláveis; **SD.** Sem Dados; **NU.** Nenhuma Ultrapassagem; **PP.** Ultrapassou o Padrão Primário; **PS.** Ultrapassou o Padrão Secundário; **OMS.** Ultrapassou o Padrão OMS;

Muitas decisões nacionais relativas ao controle da qualidade do ar têm sido baseadas apenas em resultados associados aos inventários de emissões atmosféricas ou na melhoria da qualidade do combustível, como os programas de diminuição das emissões veiculares e da redução do teor máximo de enxofre na gasolina e no diesel (VICENTINI, 2011). Esses programas estão focados em minimizar a quantidade de massa de poluentes em toneladas emitidas anualmente por fontes poluidoras (MMA, 2008). Apesar do sucesso alcançado, é necessário ampliar a abordagem considerando na legislação ações integradas de redução dos níveis de concentração de poluentes primários e secundários nas Regiões Metropolitanas e Megacidades. Um instrumento eficaz são os Sistemas de Modelagem da Qualidade do Ar (SMQAr) ou Modelos de Qualidade do Ar (MQAr), como são usualmente denominados. Os Modelos de

Qualidade do Ar são ferramentas complementares ao monitoramento ambiental e uma alternativa de baixo valor econômico, para a estimativa dos impactos adversos causados pelas emissões gasosas sobre os ecossistemas a partir do cálculo dos níveis de concentração de poluentes e a sua comparação com os Padrões de Qualidade do Ar. Essas ferramentas computacionais permitem o maior detalhamento espacial da região de estudo, normalmente limitado pelo alto custo da espacialização da rede de monitoramento da qualidade do ar (EEA, 2011).

Como identificado preliminarmente, uma abordagem detalhada sobre a problemática da qualidade do ar em Regiões Metropolitanas e estratégias de controle deve perpassar a apresentação da legislação nacional, uma discussão sobre as metodologias de inventário de emissões atmosféricas e das técnicas de monitoramento da qualidade do ar, uma avaliação dos modelos computacionais aplicados ao estudo da dispersão de poluentes e a descrição dos principais equipamentos de amostragem e de controle das emissões atmosféricas. Sendo esse um espaço reduzido para a análise de um tema amplo e com diversas especificidades, optou-se pela apresentação daqueles conteúdos onde os autores têm concentrado suas pesquisas. Dessa forma, espera-se que as discussões abordadas contribuam para o enriquecimento do leitor com informações que suscitem uma reflexão, e não apenas, seja um conteúdo meramente descritivo. Não foram considerados nesse capítulo os temas referentes aos equipamentos de amostragem e controle das emissões atmosféricas. Apesar de serem extremamente relevantes para o controle da poluição do ar, consideramos que seria mais honesta a citação nesse espaço de alguns documentos especializados disponíveis na literatura, que simplesmente apresentar uma compilação de equipamentos e instrumentos cuja utilização exige um conhecimento específico da unidade industrial ou sobre a fonte emissora do poluente. Nesse ínterim, destacamos para o leitor os seguintes estudos que podem auxiliar no maior entendimento sobre o assunto: (KARL; CHARLES, 2002, MUDAKAV, 2010).

2. A Legislação Ambiental Brasileira Referente à Qualidade do Ar

O avanço nas estratégias de controle da qualidade do ar tem sido norteado pela busca de ações visando estabelecer uma legislação dinâmica para o combate à degradação ambiental associada às emissões de fontes veiculares e industriais. As abordagens não contemplam a efetiva prevenção, mas principalmente ações que visem remediar o problema da poluição atmosférica nos grandes centros urbanos. Conforme citado por Pereira Júnior (2007), no Brasil, o controle da poluição do ar está regulamentado em três vias: “qualidade ambiental e controle da poluição em sentido amplo, incluindo as definições de infrações e sanções, controle de emissões por fontes fixas, e controle de emissões por fontes móveis”.

Em sentido amplo, as ações iniciaram com o Decreto Lei nº 1.413, de 14 de agosto de 1975, que dispõe sobre o controle da poluição do meio ambiente provocada por atividades industriais. No início da década de oitenta, mais precisamente em 1981, por meio da Lei nº 6.938, estabeleceu-se a Política Nacional de Meio Ambiente (PNMA), que segundo Pereira Júnior (2007), foi uma resposta brasileira às pressões decorrentes da Conferência das Nações Unidas, realizada no ano de 1972 em Estocolmo. Dentre as definições e atribuições descritas em 1981, a Lei nº 6.938/1981 cria o Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA – entre outras, a competência para estabelecer, privativamente, normas e padrões nacionais de controle da poluição por veículos automotores, aeronaves e embarcações, e para estabelecer normas, critérios e padrões relativos ao controle e à manutenção da qualidade do meio

ambiente. Na constituição de 1988 incluiu-se a Lei nº 6.938/1981 e a divisão de competências legislativas e administrativas dos entes da Federação. Em 1989, através da resolução CONAMA N° 005/1989, foi instituído o Programa Nacional de Controle da Qualidade do Ar (PRONAR), “...com o objetivo de permitir o desenvolvimento econômico e social do País de forma ambientalmente segura, pela limitação dos níveis de emissão de poluentes por fontes de poluição atmosférica”. A partir do PRONAR estabeleceu-se uma série de medidas, como a atualização dos padrões de qualidade do ar, em substituição aos fixados em 1976, que visa estabelecer os limites máximos de concentração dos poluentes. Buscou-se consolidar uma Rede Básica de monitoramento da qualidade do ar nas diversas regiões do país, conferindo aos Estados a incumbência em relação à instalação desse instrumento de controle, com objetivo de prover informações e a identificação das áreas prioritariamente em processo de degradação (IEMA, 2014). Apesar de algumas RMs ainda apresentam parâmetros acima do permitido quanto ao dióxido de enxofre, as diretrizes estabelecidas no PRONAR contribuíram para a diminuição dos níveis desse poluente e do monóxido de carbono nos grandes centros urbanos e industriais do país. Ressalta-se que, apenas em 1998 foi criada a Lei de Crimes Ambientais (Lei nº 9.605/1998), onde foram consolidadas todas as infrações e sanções previstas na legislação ambiental federal no que se refere às condutas e atividades lesivas ao meio ambiente.

Para o controle de emissões por fontes fixas, foram incluídos os Decretos nº 1.413 e nº 76.389 na legislação ambiental de 1975 e a Lei nº 6.803, de 02 de julho de 1980, que fornece diretrizes básicas para o zoneamento industrial de modo que as emissões interfiram o mínimo possível nas atividades humanas. No entanto, apenas na Resolução CONAMA N° 005/1989, definiram-se os limites de emissão de poluentes atmosféricos. Em complemento a esta resolução, publicou-se outras Resoluções como as N° 003/1990, N° 008/1990, N° 382/2006 e 436/2011, onde foram definidos: os padrões primários e secundários de qualidade do ar além dos métodos de medição para os poluentes regulamentados (Tabela 2), estabelecidos os limites máximos de emissão de poluentes atmosféricos para fontes fixas e padrões de emissão de poluentes atmosféricos para processos de combustão externa.

Quanto à aplicação dos padrões primários e secundários expostos na Tabela 2, a legislação brasileira expõe que esses padrões serão aplicados de acordo com o enquadramento da área de interesse em uma das três classes definidas: “Classe I: Áreas de preservação, lazer e turismo, tais como Parques Nacionais e Estaduais, Reservas e Estações Ecológicas, Estâncias Hidrominerais e Hidrotermais. Nestas áreas deverá ser mantida a qualidade do ar em nível o mais próximo possível do verificado sem a intervenção antropogênica.”; “Classe II: Áreas onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão secundário de qualidade.”; e “Classe III: Áreas de desenvolvimento onde o nível de deterioração da qualidade do ar seja limitado pelo padrão primário de qualidade.”. Entretanto, na legislação está destacado que os padrões primários de qualidade do ar serão adotados enquanto as áreas de Classe I, II e III não forem definidas para o estado. O que se nota é que em muitos estados há uma indefinição dessas classes, resultando na aplicação dos padrões primários de qualidade do ar de maneira indiscriminada.

No que tange o controle das emissões provenientes de fontes móveis, a partir dos anos 70, o Governo Federal brasileiro iniciou estudos para adotar uma legislação específica a fim de controlar a poluição por veículos automotores (VICENTINI, 2011). A partir destes estudos e experiências internacionais foi instituído na resolução

CONAMA N° 018/1986 o Programa de Controle da Poluição do Ar por Veículos Automotores – PROCONVE. Dentre os objetivos estabelecidos no PROCONVE, deve-se dar destaque a redução dos níveis de emissão atmosférica por veículos automotores através da modernização dos sistemas de controle de emissões automotivas, e dos combustíveis, como por exemplo, a diminuição do teor de enxofre na gasolina e diesel. A partir de então uma série de Leis e Resoluções foram expedidas visando a atualização e implementação de ações complementares, como a criação de programas de inspeção e manutenção para evitar a circulação de veículos com níveis de emissão excessivos. Visto a crescente participação dos ciclomotores na frota nacional e seus fatores de emissões elevados devido à tecnologia defasada empregada pelas montadoras, o governo brasileiro agiu também neste segmento. Baseado na experiência da legislação europeia, promulgou-se em 2002 a Resolução CONAMA n.º297/02 instituindo o Programa de Controle da Poluição do Ar por Motocicletas e Veículos Similares – PROMOT. Neste programa estabeleceram-se limites de emissão para poluentes de motocicletas novas além de critérios para a implantação de programas de inspeção e manutenção periódica (VICENTINI, 2011).

Tabela 2 - Padrões de Qualidade do Ar estabelecidos na Resolução CONAMA 03/90.

Poluente	Tempo de Amostragem	Padrão Primário (µg/m ³)	Padrão Secundário (µg/m ³)	Método de Medição
Partículas Totais em Suspensão	24 horas ¹	240	150	amostrador de grandes volumes
	MGA ²	80	60	
Partículas Inaláveis	24 horas ¹	150	150	separação inercial / filtração
	MAA ³	50	50	
Fumaça	24 horas ¹	150	100	Refletância
	MAA ³	60	40	
Dióxido de Enxofre	24 horas ¹	365 (140 ppb)	100 (40 ppb)	Pararosanilina
	MAA ³	80 (30 ppb)	40 (15 ppb)	
Dióxido de Nitrogênio	1 hora ¹	320 (170 ppb)	190 (101 ppb)	Quimiluminescência
	MAA ³	100 (53 ppb)	100 (53 ppb)	
Monóxido de Carbono	1 hora ¹	40.000 (35 ppm)	40.000 (35 ppm)	Infravermelho não dispersivo
	8 horas ¹	10.000 (9 ppm)	10.000 (9 ppm)	
Ozônio	1 hora ¹	160 (82 ppb)	160 (82 ppb)	Quimiluminescência

Fonte: CONAMA 03/1990.

1. Não deve ser excedido mais que uma vez ao ano; 2. Média geométrica anual; 3. Média aritmética anual. Obs.: Valores em ppm (10³ ppb) calculados para temperatura do ar de 25°C.

Mesmo de forma morosa, a contínua atualização e aplicação da legislação ambiental têm contribuído para a criação de uma cultura, onde o processo de desenvolvimento está atrelado não apenas a aspectos econômicos, mas também a sustentabilidade ambiental, sendo parcela importante no equacionamento para o crescimento e sucesso dos empreendimentos. E de fato, um exemplo de programa bem sucedido foi o PROCONVE, que contribuiu para reduzir as emissões médias dos veículos de 89 a 99% (CETESB *apud* VICENTINI, 2011). Da mesma forma, os resultados alcançados com o PROMOT foram positivos, uma vez que, a implantação do PROMOT reduziu as emissões em cerca de 80% para o monóxido de carbono e

70% para os hidrocarbonetos (CAVALCANTI, 2010). De acordo com a Agência Nacional do Petróleo (ANP), em 2009 a gasolina brasileira que apresentava uma proporção de 500 mg de enxofre para cada quilo do combustível, diminuiu para 200 mg·kg⁻¹ em 2013 e a partir de 2014 adotou-se o limite máximo de 50 mg·kg⁻¹, sendo denominada S50 em referência ao seu teor. Tornando o combustível nacional com qualidade semelhante a comercializada nos Estados Unidos, Canadá e Europa. Ainda segundo a ANP, a evolução da especificação da gasolina nos últimos 16 anos promoveu uma redução do teor do enxofre máximo na gasolina comum de aproximadamente 96,7% (<http://www.anp.gov.br/>). Da mesma forma que a gasolina, o teor de enxofre no diesel foi reduzido significativamente nos últimos anos, onde em 2006 o diesel que era produzido com o teor de 1800 mg·kg⁻¹ hoje está a 10 mg·kg⁻¹, denominado S10.

Apesar de muito utilizados em licenciamentos ambientais, a legislação nacional não tem definido uma normatização sobre a utilização de modelos de qualidade do ar. Os instrumentos que vêm sendo utilizados por alguns estados para balizar o uso destes modelos são as chamadas “Instruções Técnicas” (ITs), que recomendam o uso e configurações dos modelos sem um rigor de escolha associado a estudos científicos representativos da região de aplicação. Outra estratégia utilizada por alguns órgãos estaduais é a adoção ou aceitação dos modelos recomendados pela agência ambiental americana (*United States Environmental Protection Agency – US EPA*), em especial do modelo gaussiano AERMOD, de forma indiscriminada e sem qualquer referência que garanta o sucesso de sua aplicabilidade na situação de interesse.

3. Inventário das Emissões Atmosféricas e Monitoramento da Qualidade do Ar

Segundo Frondizi (2008), o monitoramento dos poluentes atmosféricos pode ser realizado de três formas: o monitoramento referente às fontes emissoras, que visa quantificar os gases ou partículas lançados na atmosfera, geralmente com medições na própria fonte, por exemplo, na extremidade de uma chaminé ou no escapamento dos veículos; outra forma de monitoramento é o que tem como objetivo quantificar a concentração dos poluentes no ar em ambientes abertos; a terceira consiste em monitorar as “emissões fugitivas”, que estão relacionadas à evaporação e vazamentos em empreendimentos poluidores. Por ser difícil a localização das “emissões fugitivas”, usualmente esse monitoramento é feito em ambientes próximos as emissões, deve ser destacado que essas medições não representam o ar ambiente que a população respira (FRONDIZI, 2008).

Como importante etapa para a gestão da qualidade do ar destaca-se a identificação, qualificação e quantificação das fontes emissoras, denominado Inventário de Emissões Atmosféricas (Fixas ou Móveis), onde são caracterizadas as atividades poluidoras através do detalhamento das fontes emissoras como a localização, magnitude, frequência, eficiência e contribuição relativa das emissões.

Utilizado como referência em todo do mundo, o documento AP-42 elaborado pela US EPA, é uma compilação de fatores de emissões atmosféricas em que os principais procedimentos recomendados para a estimativa da contribuição das fontes fixas de emissão atmosféricas estão detalhados (US EPA, 1995a).

O Inventário de Emissão Veicular (IEV) é uma ferramenta adequada para a estimativa da contribuição das fontes móveis sobre a degradação da qualidade do ar e consiste na determinação da massa de poluentes emitidos pela frota de veículos automotores na região de estudo. Para estudos de impacto veicular sobre o meio

ambiente é importante a definição de fatores de emissão, que representa a massa média de poluente emitido por unidade de distância percorrida, e o detalhamento da frota a ser estudada considerando informações como o tipo de combustível, categoria e ano de cada veículo. Como detalhado por (VICENTINI, 2011), duas metodologias estão disponíveis para compor um IEV, denominadas *botton-up* e *top-down*. Na *botton up*, de forma similar ao definido no AP-42, Anexo H, da USEPA (US EPA, 1995b), a quantificação das emissões totais da região inventariada é estimada a partir do somatório das emissões típicas de cada tipo de veículo, com base nos fatores de emissões e, considerando as informações sobre a distância média percorrida pelos veículos durante o período inventariado (VICENTINI, 2011). Na segunda metodologia, conhecida como “abordagem de referência” (IPCC 1997), a totalização das emissões é feita a partir de informações disponíveis sobre o volume de combustíveis consumidos na região inventariada e a quantidade de poluente emitida em média pela queima de cada litro de combustível nos veículos. Segundo o IPCC (1997), essa abordagem é mais adequada para o inventário do gás de efeito estufa CO₂, sendo utilizada principalmente quando há carência de informações relativas às características da frota circulante, rendimento médio e intensidade de uso. Quando há disponibilidade de dados detalhados, o inventário para o CO₂ deve ser feito com base nas duas metodologias a fim de se estabelecer a coerência entre os dois procedimentos. Destaca-se que o IEV feito pela CETESB (1994) para da Região Metropolitana de São Paulo baseou-se na abordagem *botton-up* e tem servido de referência para os posteriores estudos científicos e tecnológicos brasileiros, cujo objetivo seja quantificar taxa de emissões por fontes móveis.

O monitoramento da qualidade do ar deve ser destacado entre as estratégias de controle da poluição, permitindo avaliar os níveis de concentração de poluentes no ar que respiramos. A implementação de uma rede de monitoramento pode estar associada a variados objetivos, como a verificação do atendimento aos padrões de qualidade do ar estabelecidos pela legislação, disponibilizar informações para o maior entendimento dos processos de formação dos poluentes secundários ou a avaliação dos modelos de dispersão de poluentes. No entanto, a instalação de uma rede é uma tarefa que exige um planejamento adequado para que se consiga alcançar os objetivos pretendidos. Neste planejamento é necessário conhecer uma série de informações, como: os poluentes a serem monitorados, o período de monitoramento, a frequência, o relevo, mapeamento das fontes emissores e receptores, infraestrutura da região (eletricidade e segurança), as condições meteorológicas da área de interesse, além dos métodos e equipamentos adequados a serem utilizados. Com relação à escala espacial da rede de monitoramento, deve-se ter em mente que a sua configuração está diretamente relacionada com o objetivo das medições, o que determina a sua espacialização e abrangência da área de monitoramento. Na microescala ou escala sub-bairro, que varia de metros a algumas centenas de metros, o monitoramento geralmente é fundamental quando as concentrações decrescem abruptamente ou então quando as fontes estão localizadas próximas ao solo, por exemplo, a avaliação das concentrações influenciadas por tráfego veicular. Nesta escala é necessário montar uma rede de monitoramento espacializada por poucos metros de distância. Uma área de ocupação homogênea, como ocorre em bairros residenciais, uma única estação pode ser representativa de toda área de interesse, esta escala é denominada escala de bairro. O monitoramento de uma cidade de médio porte ou grandes empreendimentos industriais está dentro da escala média. Geralmente nesta escala é requerido três a oito estações de qualidade do ar e de uma a duas estações meteorológicas. Em escalas

regionais, que incluem áreas como as regiões metropolitanas, o monitoramento exige a instalação de algumas dezenas a centenas de estações de monitoramento em conjunto com estações meteorológicas. Na escala ampla, o objetivo mais comum é avaliar o transporte de poluentes a grandes distâncias, um exemplo deste tipo de rede é a que abrange aproximadamente um quarto do território dos Estados Unidos, onde o objetivo era estudar chuva ácida. Estes e outros exemplos de redes de monitoramento da qualidade do ar são descritos com maiores detalhes em Frondizi (2008).

Os métodos de monitoramento da qualidade do ar podem ser passivos ou ativos. Os métodos passivos normalmente apresentam baixo custo, não produzem ruídos, são portáteis e geralmente não precisam de energia elétrica para o funcionamento. Como limitações, destaca-se a necessidade da presença de um técnico e as medições são realizadas em baixas frequências. Os amostradores passivos geralmente são pequenos tubos ou cartuchos com reagentes especiais para cada tipo de poluente, estes são expostos ao ar ambiente e retêm as moléculas do poluente presente no ar. A amostragem ocorre naturalmente por difusão molecular, após um tempo (algumas horas, dias ou semanas) esses tubos são levados ao laboratório para análise do material retido. É importante destacar que os métodos passivos não têm valor legal, uma vez que não são regulamentados pela legislação brasileira. Apesar disto, estes monitores são aplicados para se definir a localização de estações de monitoramento ou em pesquisas. Já nos amostradores ativos, certo volume de ar é aspirado por uma bomba onde através de processos químicos ou físicos determina-se a concentração do poluente (FRONDIZI, 2008). Outro tipo de monitor são os biomonitores, geralmente plantas sensíveis à concentração de determinados poluentes, onde por exemplo, vegetais podem mudar sua coloração natural quando submetidas a diferentes concentrações.

4. Modelagem Computacional: Sistemas de Modelos da Qualidade do Ar e Modelos da Dispersão de Poluentes

Os Sistemas de Modelos de Qualidade do Ar ou simplesmente Modelos de Qualidade do Ar são plataformas computacionais, ainda pouco exploradas na legislação nacional como estratégia de controle da qualidade do ar, são normalmente compostas por um módulo para inserção de informações sobre o inventário de emissões de poluentes atmosféricos; um módulo de preparação de bases digitais da topografia, cobertura e uso do solo da região do estudo; um módulo de pré-processamento meteorológico e o modelo de dispersão atmosférica dos poluentes.

O modelo de dispersão atmosférica disponível nos MQAr é onde efetivamente são calculadas as concentrações dos poluentes atmosféricos, sendo desenvolvido a partir da implementação computacional da solução analítica ou numérica da equação da dispersão atmosférica, ou como denominada de forma menos precisa, equação da difusão atmosférica (SEINFELD; PANDIS, 2006). A equação da dispersão atmosférica pode ser formulada a partir de uma abordagem euleriana, onde a representação da dispersão dos poluentes e, conseqüentemente, a variação temporal e espacial da concentração dos poluentes é descrita a partir de um referencial fixo. Outra abordagem, denominada descrição lagrangeana, consiste na representação das variações na concentração dos poluentes a partir de um sistema de coordenadas em movimento com o escoamento atmosférico. Apesar dos procedimentos conduzirem a diferentes formulações matemáticas, obviamente, como as duas descrições representam o mesmo fenômeno físico da dispersão de poluentes na atmosfera, ambas estão diretamente relacionadas (SEINFELD; PANDIS, 2006). A chamada equação da

advecção-difusão para a concentração média é resultante da aplicação da médiação de Reynolds na equação euleriana da dispersão de poluentes atmosféricos. Como discutido em Seinfeld e Pandis (2006), esse procedimento resulta em novos termos na equação da advecção-difusão exigindo a necessidade de parametrizações físicas ou novas equações diferenciais derivadas das equações de conservação para os chamados fluxos turbulentos, conhecidas como modelos de fechamento da turbulência. A necessidade de equações complementares para a equação da dispersão de poluentes na descrição euleriana dificulta a obtenção de soluções generalizadas para a modelagem e simulação do mecanismo de dispersão atmosférica e, conseqüentemente, estimativa da distribuição temporal e espacial da concentração de poluentes. Para as soluções baseadas na descrição lagrangeana, a concentração de poluentes é obtida a partir da sua relação com a função densidade de probabilidade das espécies no escoamento atmosférico (SEINFELD; PANDIS, 2006), o que dificulta o uso dessa abordagem para situações envolvendo complexos mecanismos de cinética de reações químicas como os processos de formação de aerossóis e oxidantes fotoquímicos. As soluções gaussianas utilizadas em diversos MQAr, são casos especiais de soluções da equação da advecção-difusão. Vale destacar, que as soluções gaussianas podem ser obtidas a partir da descrição euleriana e lagrangeana da dispersão de poluentes atmosféricos considerando a hipótese de turbulência homogênea, intensidade do vento constante e mecanismo de remoção/decaimento da concentração do poluente representado por uma modelo linear (ARYA, 1999). Uma discussão aprofundada sobre métodos analíticos e numéricos da solução da equação da dispersão de poluentes pode ser encontrada em Jacobson (2005) e Seinfeld e Pandis (2006).

Apesar das diversas incertezas envolvidas na modelagem computacional, existem importantes razões para a sua utilização como estratégia de controle da qualidade do ar em conjunto com o monitoramento ambiental, visando o desenvolvimento sustentável, desde a escala urbana ou local até a escala regional e global. Os resultados das simulações com essas plataformas computacionais podem contribuir para o prognóstico e diagnóstico da qualidade do ar, incluindo a influência das alterações das emissões e condições meteorológicas sobre a dispersão dos poluentes; previsão de potenciais episódios de poluição; auxiliar no projeto de uma rede de monitoramento ambiental considerando a escala dos fenômenos associados a degradação ambiental e na implementação de programas de controle da poluição e seus efeitos sobre a saúde da população.

5. Desafios Científicos e Tecnológicos

Deve-se ter em mente que a problemática da qualidade do ar nas RMs não está restrita apenas a uma questão cultural e/ou educacional, nem mesmo relacionada somente com a elaboração de uma legislação adequada ao seu enfrentamento. Nota-se ainda uma lacuna no conhecimento científico para a representação dos mecanismos de transporte, remoção e cinética de reações químicas associadas à dispersão de poluentes na atmosfera. Considerando que os processos dinâmicos, termodinâmicos e físico-químicos ocorrem simultaneamente e de forma acoplada na atmosfera, é importante a representação das interações não-lineares entre esses mecanismos, um desafio que ainda se faz presente na comunidade científica, exigindo o desenvolvimento de parametrizações e modelos físico-matemáticos e computacionais para a modelagem dos -mecanismos de transporte advectivo, difusão turbulenta, cinética de reações químicas e fotoquímicas, mecanismo de deposição seca e úmida e

sua inter-relação com os processos de microfísica das nuvens (SEINFELD; PANDIS, 2006). Fenômenos atmosféricos como ilha de calor, nevoeiro e inversão térmica estão diretamente relacionados com a dispersão de poluentes podendo contribuir para a intensificação do problema da degradação da qualidade do ar ou, mesmo, ter sua dinâmica alterada devido à presença desses compostos na atmosfera. O fenômeno da turbulência, tendo como origem fatores mecânicos devido à interação da circulação atmosférica com o terreno, ou térmicos, associados ao processo de aquecimento e resfriamento da superfície, afeta diretamente a capacidade de dispersão dos poluentes na atmosfera. A inibição ou amplificação dos fluxos turbulentos de calor, quantidade de movimento e umidade na interface superfície – atmosfera influencia a condição de estabilidade e, principalmente, o transporte vertical de poluentes, normalmente denominado mecanismo convectivo.

A modelagem físico-matemática desses processos e fenômenos, que incluem ainda a formação de camada limite interna devido a modificações horizontais abruptas no terreno, efeitos da topografia e intermitência sobre o escoamento atmosférico, é ainda um desafio científico que tem originado diversas áreas do conhecimento como a micrometeorologia, meteorologia da qualidade do ar, meteorologia de montanha e a meteorologia urbana. Destaca-se ainda o surgimento de linhas de pesquisas interdisciplinares em BioGeociências, que buscam o estudo dos mecanismos de interação superfície-atmosfera e a representação integrada dos ciclos que ocorrem na biosfera, hidrosfera e atmosfera.

Apesar da diversidade de MQAr disponíveis na literatura nos últimos anos e os estudos científicos desenvolvidos no Brasil sobre o assunto, o seu uso como estratégia de controle nacional da poluição restringe-se à avaliação isolada do impacto poluidor de empreendimentos industriais visando a concessão do licenciamento ambiental. Como exemplo, podemos citar a instrução técnica disponibilizada pelo INEA no [sítio http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdgx/~edisp/inea0081730.pdf](http://www.inea.rj.gov.br/cs/groups/public/documents/document/zwew/mdgx/~edisp/inea0081730.pdf). Nota-se que é mínima a experiência nacional na utilização do MQAr como o CALPUFF (SCIRE et al., 2000), para uso regulatório adequado como abordagem computacional para aplicação em áreas urbanas extensas ou em Regiões Metropolitanas. Nesses cenários, típicos das diversas Regiões Metropolitanas do Brasil, deve-se considerar uma diversidade de fontes poluidoras onde a dispersão dos poluentes está sujeita a uma variabilidade significativa do regime de vento e mudanças nas características fisiográficas da região. Para essas situações, como é prática no mundo, além do uso dos modelos regulatórios, como por exemplo, o AERMOD (US EPA, 2004), adequados para a avaliação isolada do impacto dos empreendimentos, é recomendada a avaliação conjunta do impacto das novas fontes e das pré-existentes, objetivando avaliar o incremento nos níveis de concentração em toda a RM e a comparação com os Padrões de Qualidade do Ar. Destaca-se, que mesmo o AERMOD, amplamente recomendado para uso regulatório pelos órgãos ambientais brasileiro, ainda necessita de uma criteriosa avaliação com base na comparação estatística com dados da rede de monitoramento do local do estudo, como a investigação desenvolvida por Soares da Silva et al., (2014) para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro. Estudos dessa natureza contribuiriam para a avaliação da habilidade do AERMOD para representar a distribuição espacial da concentração média dos poluentes primários previstos na legislação nacional e/ou adequá-lo para uso nas áreas industriais das RMBs. Ainda não foi definido para o país um padrão criterioso de avaliação do desempenho dos MQAr, bem como suas

configurações de uso para as diversas RMs. Inclusive, deve-se estabelecer na legislação estadual e/ou federal os MQAr adequados para o licenciamento de instalações portuárias, atividades de exploração de petróleo, rodovias e aeroportos.

Outro desafio científico e tecnológico que contribui para a ineficácia das estratégias de controle da qualidade do ar, principalmente para os chamados poluentes secundários como aerossóis e oxidantes fotoquímicos, é a dificuldade para implementação e uso operacional dos chamados Modelos Fotoquímicos de Qualidade do Ar. Apesar dos níveis de concentração dos poluentes secundários ser notadamente o principal problema relacionado à degradação da qualidade do ar nas RMs (IEMA, 2014, ANDRADE et al., 2015, CARVALHO et al., 2015), esses modelos ainda encontram-se em desenvolvimento científico/tecnológico no Brasil e no mundo, sendo mais utilizados para avaliações de situações específicas. Não é do conhecimento dos autores a recomendação de modelos fotoquímicos, como pré-requisito para licenciamentos ambientais, mesmo em situações onde a formação de oxidantes fotoquímicos poderia comprometer, por exemplo, Áreas de Proteção Ambiental nas proximidades de regiões urbano-industriais como as florestas de Mata Atlântica localizadas no litoral brasileiro e com estreita conexão com diversas RMBs.

O adequado uso desses modelos ainda requer um aperfeiçoamento dos modelos paramétricos disponíveis para a representação dos processos turbulentos, microfísica de nuvens e mecanismos de formação de aerossóis, por exemplo. Além disso, Deve-se ainda buscar estratégias eficazes para a estimativa dos fatores de emissões atmosféricas, principalmente para a determinação da taxa de emissão e caracterização (especiação) dos hidrocarbonetos não metanos (HCNM) e, de um modo geral, dos compostos orgânicos voláteis biogênicos (COVBs) e antropogênicos (COVs). Os Compostos Orgânicos Voláteis na presença de óxidos de nitrogênio contribuem significativamente para a formação de poluentes secundários como os oxidantes fotoquímicos e aerossóis orgânicos, com impactos no clima e desdobramentos na saúde da população, devido a sua potencial capacidade mutagênica, inclusive à formação de compostos cancerígenos (AREY et al., 1988, DURANT et al., 1996, ISHII et al., 2000, PEDERSEN et al., 2004, KAWANAKA et al., 2004, WHO 2013a, 2013b).

Segundo Guenther et al., (2000), o isopreno e monoterpenos são os COVBs mais importantes emitidos nos ambientes florestados, assumindo significativa importância nos processos físico-químicos da escala local à global e grande potencial para a formação de oxidantes fotoquímicos e aerossóis orgânicos (MULLER et al., 1992, GUENTER et al., 1995). Estudos sobre a emissão de COVBs indicam que o desenvolvimento de metodologias eficazes de amostragem e análise ainda é um desafio, principalmente as que sejam adequadas para aplicação em grandes áreas florestadas ou vegetação sobre terrenos complexos, e, que permitam investigar a influência dos fatores ambientais sobre as taxas de emissão desses compostos. Estudos sobre a aplicação dessas técnicas estão disponíveis em Kesselmeier et al. (2006), Guenther et al., (1991), (1993), (1995), (1996), (1999a), (1999b), (2000), (2002), (2006), Karlik et al., (2012), Singh et al., (2007) e Singh et al., (2008).

6. Classificação e Aplicabilidade dos Modelos de Qualidade do Ar

Uma gama de MQAr tem sido usada em diferentes jurisdições no mundo a fim de gerenciar uma ampla variedade de condições de modelagem. Definir quais modelos devem ser utilizados em aplicações regulatórias é um desafio que os órgãos ambientais em todo o mundo precisam superar. É por isso que diversos estudos vêm

sendo realizados objetivando avaliar a habilidade dos modelos de uso público ou aqueles disponíveis comercialmente para as mais diversas situações de interesse regulatório como: terrenos complexos, situações de calmaria, formação de poluentes secundários, dispersão de gases tóxicos e avaliação das concentrações nas proximidades e distantes das fontes emissoras.

Os MQAr podem ser classificados de diversas formas segundo sua concepção: Eulerianos ou Lagrangeanos de acordo com a descrição matemática; *far field / near field* em função da distância fonte-receptor; *flat/complex model* devido a aplicabilidade em terrenos planos ou complexos; modelos fotoquímicos que são adequados para situações envolvendo complexas reações químicas e; de acordo com a complexidade de utilização.

Os MQAr fotoquímicos são normalmente eulerianos e adequados para a simulação e previsão da formação dos poluentes secundários na atmosfera, especialmente do ozônio troposférico e aerossóis, a partir da modelagem dos processos físico-químicos que ocorrem na atmosfera e sua inter-relação com os mecanismos de advecção/convecção e difusão turbulenta. Nessa classe de modelos podemos citar o CMAQ, WRF-Chem, CIT-BRAMS, CATT-BRAMS, UAM, CAM-X, CHIMERE e CALGRID.

Os modelos lagrangeanos, são recomendados geralmente para rastrear as trajetórias dos poluentes e são adequados para modelagem sobre terrenos complexos. Entretanto, tem alta demanda computacional, por isso são raros os modelos lagrangeanos que consideram reações químicas de segunda ordem. Nestes modelos a trajetória de cada partícula é descrita a partir de um referencial se movendo com o escoamento, modela-se o fenômeno utilizando um modelo estocástico para velocidades lagrangeanas ou usando o cálculo numérico do campo de velocidade euleriano. A primeira técnica é conhecida como método da partícula, o qual representa o campo de dispersão usando partículas como elementos Lagrangeanos que se movem com o escoamento médio e são representados por modelos do tipo *Random Walk* (e.g., THOMSON, 1987). A outra técnica lagrangeana utilizada para modelar os contaminantes atmosféricos se dá através de modelos do tipo *Puff*, que preservam a descrição do espalhamento espacial do elemento lagrangeano (neste caso o *puff*), além da localização do seu centróide, de modo que uma descrição contínua do campo de concentração é obtida usando um pequeno número de elementos lagrangeanos (BASS apud SYKES; HENN, 1995).

Outra classe de modelos são os chamados modelos de pluma Gaussiana, que são os mais comuns e utilizados dentre os modelos de dispersão de poluentes e que podem ser derivados tanto da descrição Euleriana quanto da Lagrangeana, como discutido anteriormente. O modelo é baseado na fórmula da distribuição gaussiana e descreve a concentração de poluentes gerado por fontes pontuais de emissão sob condições meteorológicas constantes. Os modelos de pluma Gaussiana são amplamente utilizados, mas possuem diversas limitações físicas como a ineficaz representação de situações de dispersão sob regime de calmaria (ventos com velocidades inferiores a $1 \text{ m}\cdot\text{s}^{-1}$), dispersão sob situações atmosféricas dominadas por sistemas transientes de tempo, como frentes frias, ocorrência de reações químicas complexas e etc. Quanto a interação com o terreno, enquanto alguns modelos gaussianos são aplicáveis para dispersão em terrenos planos e homogêneos, outros foram modificados para representar o transporte da pluma sobre terrenos complexos que apresentam como características a topografia acidentada e/ou não homogeneidade do uso e cobertura do solo.

Quanto a distância entre fonte-receptor, a classificação dada aos modelos é sua aplicabilidade segundo a distância entre a fonte emissora de poluentes e o ponto receptor deste mesmo poluente emitido. Para situações em que o modelo é adequado para avaliação em distâncias fonte-receptor inferiores a 50 quilômetros, o modelo é denominado na comunidade científica como *near field* e para distâncias superiores é classificado como *far field*. A U.S. EPA recomenda o AERMOD como modelo regulatório *near field* e o CALPUFF como um modelo regulatório *far field* adequado para distância fonte – receptor entre 50-150 km ou situações específicas (US EPA, 2005). No entanto, estudos científicos desenvolvidos para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro e outras localizações do mundo, baseados em análises estatísticas e dados da rede de monitoramento da qualidade do ar, tem indicado que o CALPUFF pode representar satisfatoriamente situações de dispersão nas proximidades das fontes de emissão (*near field*), inclusive com melhor desempenho que o AERMOD. Neste sentido, o estudo de Brode (2012) destaca que apesar do CALPUFF apresentar melhor desempenho que o AERMOD, o autor indica que os resultados não demonstraram claramente a maior habilidade do modelo lagrangeano, evidenciando a necessidade de avaliação para cada situação *near field* específica. No entanto, outros estudos em diversos lugares no mundo têm indicado que o CALPUFF tem se revelado superior ao AERMOD como instrumento de gestão da qualidade do ar. Donaldson et al. (2008) por exemplo, avaliaram o desempenho dos modelos para o poluente Material Particulado emitido por fontes fugitivas, e segundo seus resultados o CALPUFF apresenta uma modelagem mais realística além de se mostrar mais promissor. Em um experimento de campo no Colorado, Estados Unidos, os modelos AERMOD e CALPUFF foram avaliados juntamente com outros modelos e os resultados evidenciaram maior correlação entre as estimativas com o CALPUFF e dados observados, além de um maior número de estimativas dentro de um fator de dois comparados aos outros modelos (ROOD, 2014). Para a Índia Khare et al., (2015) obtiveram desempenho mais satisfatório com o CALPUFF, resultado este que foi atribuído a capacidade do modelo em tratar condições de calmaria. No Brasil, especificamente para a Região Metropolitana do Rio de Janeiro, estudos mostram uma consistente superioridade do CALPUFF sobre o AERMOD na gestão da qualidade do ar (PIMENTEL et al., 2010, VICENTINI, 2011, SOARES DA SILVA et al., 2014).

Quanto à complexidade de execução os modelos podem ser classificados como: cenário (*screening*), refinado e avançado. Modelos *screening* são simples e rápidos de serem executados. Sua finalidade é determinar o pior cenário de concentração que poderia ocorrer. Este modelos não requerem dados meteorológicos horários, mas um banco de dados com diferentes combinações de condições meteorológicas que possivelmente poderiam ocorrer. Devido aos rápidos avanços na capacidade de processamento e armazenamento de dados das plataformas computacionais, esses modelos têm sido pouco utilizados. Os modelos refinados incluem um maior detalhamento no tratamento dos processos atmosféricos, requerem maior detalhamento nos dados de entrada e fornecem a distribuição da concentração no tempo e no espaço. Os dados de entrada destes modelos consistem em dados geofísicos tais como modelo digital de elevação do terreno e uso e cobertura do solo, receptores definidos pelo usuário, informações meteorológicas representativas da região de interesse com frequência mínima de uma hora e, além disso, podem-se fornecer dados de emissão variando no tempo. Os resultados dos modelos fornecem não somente a concentração máxima, mas a variação da concentração no espaço e no

tempo, informações que são decisivas na gestão ambiental. Os modelos avançados representam processos nas diversas escalas de tempo e espaço, incluindo os processos químicos que ocorrem na atmosfera. Nestes modelos um maior detalhamento é exigido, principalmente no que se refere às emissões atmosféricas dos poluentes como compostos orgânicos voláteis e hidrocarbonetos não-metano. Informações como a especificação das espécies químicas, caracterização da frota veicular, tipos de atividades industriais e fitosociologia da vegetação são algumas das informações requeridas nestes modelos, o que normalmente requer a utilização de pré-processadores ou outros modelos para gerar os dados de entrada referentes as emissões atmosféricas, como MEGAN e BEIS2, ou resultados de simulação com modelos atmosféricos com MM5, WRF e BRAMS. Visto os recursos de dados, computacionais e de conhecimento exigidos para a utilização destes modelos, geralmente não são recomendados para uso regulatório. Tipicamente são aplicados em situações específicas ou como laboratórios de experimentos computacionais. Quanto maior o grau de complexidade de um modelo maior a dificuldade para a sua operacionalização e correta utilização.

A política de recomendação do uso de modelos na gestão da qualidade do ar é uma prática comum em diversos órgãos ambientais no mundo, pois como há uma infinidade de modelos disponíveis para uso, se torna fundamental definir os modelos a serem utilizados. Assim como diversos órgãos no mundo, órgãos ambientais canadenses tem recomendado o uso dos modelos propostos por US EPA. No entanto, órgão ambiental de Bristish Columbia destaca que o Sistema de Modelagem CALPUFF oferece tratamentos superiores aos oferecidos pelos modelos Gaussianos, porém este só deve ser utilizado quando há dados de entrada suficientes e executado por modeladores experientes. A fim de se diminuir o mau uso deste modelo este órgão sugere um conjunto de configurações a serem utilizadas no CALPUFF. Além deste conjunto de configurações a serem utilizadas no CALPUFF o órgão fornece uma série de instruções relacionadas ao uso em geral dos modelos de qualidade do ar. No Brasil e em diversos países os modelos adotados para a gestão da qualidade do ar são os mesmos recomendados por US EPA. Algumas vantagens de se utilizar os modelos preferidos por US EPA são: código fonte aberto; detalhamento da documentação; livre disponibilidade na internet; submetidos a extensos testes de erros, contínua avaliação da consistência na representação dos processos físicos e avaliações de desempenho com base em dados experimentais; e grande comunidade de usuários. Atualmente os principais modelos recomendados pela US EPA são o Sistema de Modelagem AERMOD (US EPA, 2004) e o Sistema de Modelagem CALPUFF (SCIRE et al., 2000). O CALPUFF trata situações de escoamento complexo e as emissões como uma série puffs (pacotes de poluentes). Embora seja um modelo são computacionalmente mais custosos que o AERMOD, devido a necessidade de se rastrear a trajetória de cada puff de contaminantes ao longo do tempo, ele possui a vantagem de representar condições meteorológicas que variam ao longo do domínio e no tempo como: vento, turbulência e temperatura. Além disso, permite lidar com o acúmulo de contaminantes durante condições calmas, trajetórias curvas de plumas, e os efeitos de causalidade (onde a posição anterior da pluma é contabilizada na determinação da posição atual pluma). Apesar das vantagens associadas aos modelos do tipo puff, esses modelos requerem mais recursos para serem executados assim como mais expertise para configuração, execução e interpretação dos resultados. Apesar destes dois modelos serem credenciados para a maioria das aplicações, há circunstancias especiais onde estes não são apropriados para uso, pensando nisto,

além destes dois modelos, o órgão ambiental americano recomenda a utilização de modelos alternativos nestas situações onde os dois não se aplicam. A seguir a descrição de alguns desses modelos:

BLP (*Buoyant Line and Point source dispersion model*) é um modelo de pluma Gaussiana projetado para lidar com problemas de modelagem associados a plantas de redução de alumínio e outras fontes industriais onde a ascensão da pluma e efeitos *downwash* em fontes linhas são importantes. (SHULMAN et al., 1980)

CALINE3 é um modelo estacionário Gaussiano de dispersão atmosférica projetado para determinar a concentração de poluentes em receptores localizados a sotavento de vias de tráfego. (BENSON, 1979)

CAL3QHC/CAL3QHCR são modelos que incorporam o CALINE3 e algoritmos que estimam o comprimento de filas e pontos de congestionamento que ocorrem em cruzamentos. Estes modelos são capazes de estimar a concentração total de poluentes de veículos em movimento e parados no trânsito. (US EPA, 1992, 1995b)

CTDMPLUS (*Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations*) é um modelo Gaussiano projetado para modelar emissão em fontes pontuais sob todas as condições de estabilidade em terreno complexo. Sua principal característica é a utilização de parametrizações de terreno aplicada a cada singularidade do terreno. (PERRY et al., 1979)

OCD (*Offshore and Coastal Dispersion Model Version 5*) é um modelo Gaussiano desenvolvido para determinar a concentração de poluentes emitidos por fontes offshore. (CHANG; HAN, 1997)

7. A Gestão da Qualidade do Ar no Mundo e Proposição de Ações para o Brasil

Diversas localidades no mundo têm se empenhado em aplicar ou melhorar planos de gestão não somente pelos benefícios a saúde mas também pelo impacto em outros setores da economia como o turismo. Desde sempre a US EPA é uma referência em estudos da qualidade do ar, há décadas que o órgão ambiental americano vem periodicamente propondo, revisando e atualizando metodologias direcionadas a gestão desta área. Alguns dos modelos mais consagrados no mundo foram desenvolvidos ou tiveram a colaboração da US EPA (ISC, AERMOD e CMAQ), além de manuais de boas práticas para estes modelos e monitoramento da qualidade do ar, bem como documentos técnicos para elaboração de inventário de emissões (US EPA, 1995a). Estes modelos e documentos técnicos são usados não somente nos Estados Unidos, mas por diversos países, como o Brasil. Quanto aos padrões de qualidade do ar, além de mais restritivos que os utilizados no Brasil há um padrão de qualidade do ar estabelecido para a concentração de chumbo (Pb), poluente não regulamentado na legislação brasileira. No que se refere à modelagem, conforme mencionando anteriormente os principais modelos recomendados para estudos regulatórios são o AERMOD e CALPUFF além de modelos alternativos para situações específicas (US EPA, 2005). Objetivando uma harmonização e boas práticas na gestão da qualidade do ar no sentido amplo, a Agência Ambiental Europeia (*European Environment Agency - EEA*) também vem propondo iniciativas como: elaboração de guias para modelagem, monitoramento da qualidade do ar e inventário de emissões, indicando ferramentas e métodos para avaliações de modelos, e até mesmo limites de concentração para poluentes não contemplados na Resolução CONAMA 03/90, mas reconhecidamente prejudiciais ao meio ambiente (benzeno, Pb, Cd, Ni, BaP, As e material particulado com diâmetro inferior a 2,5 micrômetros) (<http://www.eea.europa.eu/>). Mais especificamente na área da modelagem a EEA vem

atualizando com frequência um guia de referência técnica, com orientações sobre o uso de modelos de qualidade do ar sobre as diretivas da União Europeia (EEA, 2011). De acordo estas diretivas, não há um modelo específico para uma determinada situação, entretanto, há um conjunto de modelos indicados para uma determinada situação. No estudo elaborado por Beattie et al., (2001) identificou-se um panorama do processo de gestão da qualidade do ar para o Reino Unido. Neste estudo os autores citam que as maiores ferramentas para analisar e avaliar a qualidade do ar são o monitoramento e a modelagem ambiental. Verificou-se que não só o número de estações de monitoramento da qualidade do ar vem crescendo, mas também a utilização de MQAr. Segundo o levantamento feito, mais de três quartos dos oficiais de saúde ambiental responderam que já tinham usado um sistema de modelagem computacional e muitos outros estavam propondo a utilização ou uma maior exploração desta ferramenta nos próximos 12 meses seguintes. Ao mesmo tempo, no ano anterior do levantamento, apenas 43% das autoridades urbanas tinham usado qualquer tipo de modelo de poluição do ar. Na Cidade do México houve uma iniciativa de pesquisa para desenvolver e adaptar um conjunto de ferramentas de análise de decisão de gestão da qualidade do ar para a Cidade do México e torná-los disponíveis para os tomadores de decisões mexicanos (STREIT; GUZMÁN, 1996). O projeto ficou compreendido em três etapas: modelagem, caracterização e medição, e avaliação estratégica. Visando atender os objetivos, um modelo prognóstico meteorológico de mesoescala foi adaptado e acoplado a um modelo de qualidade do ar. Estes foram amplamente avaliados em conjunto com dados da rede de monitoramento da qualidade do ar e de três campanhas de campo intensivas. Os problemas relacionados às emissões atmosféricas e má qualidade do ar na China é algo que vem sendo muito discutido por pesquisadores e autoridades da área ambiental. Este problema ainda é mais agravante nas regiões metropolitanas chinesas. Para estes grandes aglomerados urbanos tem-se recomendado em caráter de urgência a modelagem computacional como suporte de tomada de decisão na gestão da qualidade do ar regional (WANG; HAO, 2012), sendo uma forma de minimizar os impactos da má qualidade sobre a população. Mas também é mencionado que a falta de um banco de dados integrado, com informações precisas de emissão é o maior obstáculo para aplicação destes modelos. Os distritos de Nelson e Tasman na Nova Zelândia, regiões de belas paisagens e de grande potencial turístico vem realizando estudos onde um modelo de qualidade do ar vem sendo desenvolvido, calibrado e testado para ser aplicado nas políticas de gestão do meio ambiente. A base para o desenvolvimento do novo modelo de qualidade do ar foi calcada no Sistema de Modelagem CALPUFF, onde dados meteorológicos provenientes de modelos atmosféricos e da rede de estações locais são inseridas no modelo, conjuntamente com um inventário de emissões, que contempla desde emissões provenientes de sistemas de aquecimento em casas até por fontes naturais como o spray marinho (SHELDON; JAMES, 2012).

A gestão da qualidade do ar de pequenos parques industriais ou de pequenas regiões é um desafio, realiza-la em grandes áreas como as RMs requer estratégias mais elaboradas e otimizadoras. Uma estratégia interessante que vem sendo utilizada por órgãos internacionais e nacionais é a definição de sub-regiões com características dispersivas similares. Em alguns órgãos ambientais a determinação destas sub-regiões é baseada no conceito de bacias aéreas. Por analogia ao conceito de bacia hidrográfica, a primeira vez que se empregou o termo Bacia Aérea, ou originalmente em inglês "*Airshed*", foi em 1976, no contexto de gestão espacial da qualidade do ar

(<http://theairshed.com/airshed.htm>). Conceitualmente, bacia aérea é uma parte da atmosfera, que se comporta de maneira coerente com respeito à dispersão dos poluentes. Sendo possível através desta estratégia delimitar áreas onde se espera que as ações de controle tenham uma eficácia uniforme em sua total abrangência espacial. Conseqüentemente otimizando os recursos empregados na manutenção da qualidade do ar, bem como um melhor dimensionamento das emissões atmosféricas e tipos de atividades a serem desenvolvidas. No Brasil, por exemplo, os estados do Rio de Janeiro e São Paulo caracterizam seus territórios em sub-regiões. No Rio de Janeiro especificamente, essa caracterização teve origem no conceito de bacia aérea, entretanto, hoje a nomenclatura empregada é sub-regiões.

A complexidade do problema da degradação da qualidade do ar, certamente necessita de uma abordagem multidisciplinar e está ainda distante de sua resolução. No entanto, pode-se destacar que para enfrentar o problema será necessário o uso conjunto de abordagens complementares como o monitoramento e modelagem computacional da atmosfera e qualidade do ar, onde o primeiro não deve ser utilizado apenas para identificar as violações das concentrações aos padrões de qualidade do ar, mas, sobretudo, para subsidiar o entendimento do processo de formação e transporte desses poluentes na atmosfera. A modelagem computacional deve ser utilizada buscando-se estabelecer a relação entre a fonte de emissão e receptores, utilizando estratégias para a avaliação da representação e influência dos processos que ocorrem na atmosfera como cinética de reação química, processos de remoção, turbulência atmosférica e transporte advectivo. As abordagens conjuntas irão se complementar, sendo a primeira importante na disponibilização de dados observacionais para a avaliação dos modelos e entendimento dos processos/fenômenos que ocorrem na atmosfera e, a segunda, contribuindo para uma melhor definição da localização dos pontos de monitoramento, além de também contribuir para o diagnóstico/prognóstico desses fenômenos e estender a fronteira do conhecimento sobre a modelagem da qualidade do ar.

Adicionalmente, os formuladores de políticas públicas e as Agências Financiadoras de Pesquisa e Tecnologia deveriam aumentar os investimentos em estudos voltados para o controle da poluição atmosférica, com ênfase na ampliação da formação de técnicos e pesquisadores e, financiamento em infraestrutura para o desenvolvimento de instrumentos e equipamentos nacionais adequados para a amostragem, análise, controle das emissões atmosféricas e monitoramento da qualidade do ar. Nota-se ainda a necessidade do desenvolvimento e avaliação de MQAr adequados para uso em escala local e/ou regional nos grandes centros urbano-industriais brasileiros, com conseqüente repercussão na elaboração de ações urgentes de mitigação que repercuta na melhoria da qualidade do ar das RMBs. As políticas nacionais têm focado em estratégias relacionadas apenas à diminuição da emissão de gases de efeito estufa. Mesmo sendo essa uma abordagem que não pode ser negligenciada em função dos possíveis efeitos desses gases sobre o clima global, não se pode desprezar os efeitos locais da poluição sobre a saúde da população e a degradação dos espaços rurais e urbanos, com desdobramentos no clima e microclima, principalmente devido a formação de oxidantes fotoquímicos e aerossóis. Inclusive deve ser reforçado o entendimento, que diversas abordagens buscando a minimização da concentração dos gases de efeito estufa como uso do etanol, como combustível veicular, e o reflorestamento de áreas degradadas, sem um prévio estudo das espécies adequadas para o plantio, podem contribuir para a elevação dos níveis de compostos orgânicos voláteis, notadamente aldeídos (formaldeído e acetaldeído) e

hidrocarbonetos (isopreno e monoterpenos), com consequente amplificação nos níveis de concentração dos poluentes secundários.

Referências Bibliográficas

- ANDRADE M.F.; YNOUE, R.Y.; FREITAS, E.D.; TODESCO, E.; VARA, V.A.; IBARRA, S.M.; MARTINS, L.D.; MARTINS, J.A.; CARVALHO, V.S.B. Air quality forecasting system for Southeastern Brazil. *Frontiers in Environmental Science*, v. 3, p. 1-14, 2015.
- AREY, J.; ZIELINSKA, B.; HARGER, W.P.; ATKINSON, R.; WINER, A.M. The contribution of nitrofluoranthenes and nitropyrenes to the mutagenic activity of ambient particulate organic-matter collected in Southern-California, *Mutation Research Letters*, v. 207, p. 45-51, 1988.
- ARYA, S.P. *Air Pollution Meteorology and Dispersion*. New York: Oxyford University Press, 1999. 310 p.
- BEATTIE, C.I.; LONGHURST, J.W.S.; WOODFIELD, N.K. Air quality management: evolution of policy and practice in the UK as exemplified by the experience of English local government. *Atmospheric Environment*, v. 35, p. 1479-1490, 2001.
- BENSON, P.E. CALINE3 — a versatile dispersion model for predicting air pollutant levels near highways and arterial streets. California Department of Transportation, Sacramento, CA, 1979.
- CARVALHO, V.S.B.; FREITAS, E.D.; MARTINS, L.D.; MARTINS, J.A.; MAZZOLI, C.R.R.; ANDRADE, M.F. Air quality status and trends over the Metropolitan Area of São Paulo, Brazil as a result of emission control policies. *Environmental Science & Policy*, v. 47, p. 68-79, 2015.
- CAVALCANTI, P.M.P.S. Modelo de gestão da qualidade do ar – abordagem preventiva e corretiva. 2010. 252 p. Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2010.
- CETESB. Inventário de emissão veicular – 1992: Metodologia de Cálculo. São Paulo, jul. 1994.
- CHANG, J.C.; HAN, K.J. User's Guide for Offshore and Coastal Dispersion (OCD) model. Version 5. Earth Tech, Inc. on contract of U.S. Department of the Interior, Mineral Management Service, Gulf of Mexico OCS Region, 1997.
- DONALDSON I.; HARRISON, D.; HILL, J. Performance of AERMOD vs. CALPUFF Fugitive Emission Sources in the Near field. In: 101st Air and Waste Management Association Annual Conference and Exhibition, 101., 2008, Portland, Oregon. Proceedings of 101st Air and Waste Management Association Annual Conference and Exhibition, Portland, Oregon, 2008. p. 26.
- DURANT, J.L.; BUSBY, W.F.; LAFLEUR, A.L.; PENMAN, B.W.; CRESPI, C.L. Human cell mutagenicity of oxygenated, nitrated and unsubstituted polycyclic aromatic hydrocarbons associated with urban aerosols, *Mutation Research Letters*, v. 371, p. 123-157, 1996.
- EEA. The application of models under the European Union's Air Quality Directive: A technical reference guide. EEA Technical report No 10/2011, Luxemburgo, 2011. 72 p., doi:10.2800/80600. 2011. ISSN 1725-2237.
- FRONDIZI, C.A. Monitoramento da qualidade do ar: teoria e prática. Rio de Janeiro: E-papers, 2008, 276 p., ISBN 078-85-7650-132-9.
- GUENTHER, A.B.; MONSON, R.K.; FALL, R. Isoprene and monoterpene emission rate variability: Observations with eucalyptus and Emission Rate Algorithm Development, *J. Geophys. Res.*, v. 96, p. 10.799-10.808, 1991.
- GUENTHER, A.B.; ZIMMERMAN, P.R.; HARLEY, P.C.; MONSON, R.K.; FALL, R. Isoprene and Monoterpene Emission Rate Variability – Model Evaluations and Sensitivity Analyses, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, v. 98(D7), p. 12.609-12.617, 1993.
- GUENTHER, A.B.; HEWITT, C.N.; ERICKSON, D.; FALL, R.; GERON, C.; GRAEDEL, T.; HARLEY, P.C.; KLINGER, L.; LERDAU, M.; MCKAY, W.A.; PIERCE, T.; SCHOLLES, B.; STEINBRECHER, R.; TALLAMRAJU, R.; TAYLOR, J.; ZIMMERMAN, P.R. Global-Model of Natural Volatile Organic-Compound Emissions, *J. Geophys. Res.- Atmos.*, v. 100(D5), p. 8.873-8.892, 1995.
- GUENTHER, A.B.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.C.; HELMIG, D.; KLINGER, L.; VIERLING, L.; ZIMMERMAN, P.R.; GERON, C. Leaf, branch, stand and landscape scale measurements of volatile organic compound fluxes from US woodlands, *Tree Physiology*, v. 16(1-2), p. 17-24, 1996.
- GUENTHER, A.B.; HILLS, A.J. Eddy covariance measurement of isoprene fluxes, *J. Geophys. Res.*, v. 103(D11), p. 13145-13152, 1998, DOI: 10.1029/97JD03283.
- GUENTHER, A.B.; BAUGH, B.; BRASSEUR, G.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.C.; KLINGER, L.; SERCA, D.; VIERLING, L. Isoprene emission estimates and uncertainties for the Central African EXPRESSO study domain, *J. Geophys. Res.-Atmos.*, v. 104(D23), p. 30625-30639, 1999a, DOI: 10.1029/1999JD900391.
- GUENTHER, A.B.; ARCHER, S.; GREENBERG, J.; HARLEY, P.C.; HELMIG, D.; KLINGER, L.; VIERLING, L.; WILDERMUTH, M.; ZIMMERMAN, P.R.; ZITZER, S. Biogenic hydrocarbon emissions and landcover/climate change in a subtropical savanna, *Phys. Chem. Earth Part B – Hydrology Oceans and Atmosphere*, v. 24(6), p. 659-667, 1999b, disponivel em: [https://doi.org/10.1016/S1464-1909\(99\)00062-3](https://doi.org/10.1016/S1464-1909(99)00062-3).

Diversidade e Gestão 1(1): 107-126. 2017.
Volume Especial
Gestão Ambiental: Perspectivas, Conceitos e Casos

GUENTHER, A.B.; GERON, C.; PIERCE, T.; LAMB, B.; HARLEY, P.C.; FALL, R. Natural emissions of non-methane volatile organic compounds, carbon monoxide, and oxides of nitrogen from North America, *Atmos. Environ.*, v. 34(12-14), p. 2205-2230, 2000, disponível em: [http://doi.org/10.1016/S1352-2310\(99\)00465-3](http://doi.org/10.1016/S1352-2310(99)00465-3).

GUENTHER, A.B. The contribution of reactive carbon emissions from vegetation to the carbon balance of terrestrial ecosystems, *Chemosphere*, v. 49(8), p. 837-844, 2002, disponível em: [http://doi.org/10.1016/S0045-6535\(02\)00384-3](http://doi.org/10.1016/S0045-6535(02)00384-3).

GUENTHER, A.B.; KARL, T.; HARLEY, P.C.; WIEDINMYER, C.; PALMER, P.I.; GERON, C. Estimates of global terrestrial isoprene emissions using MEGAN (Model of Emissions of Gases and Aerosols from Nature). *Atmos. Chem. Phys.*, v. 6, p. 3181-3210, 2006, doi:10.5194/acp-6-3181-2006.

ILSON, J.B. O surgimento de novas regiões metropolitanas no Brasil: uma discussão a respeito do caso de Sorocaba (SP). *Espaço e Economia [Online]*, v. 1, p. 1-11, 2012, DOI: 10.4000/espacoconomia.374.

IPCC – INTERGOVERNMENTAL PANEL ON CLIMATE CHANGE. IPCC Guidelines for National Greenhouse Gas Inventories. United Nations Environmental Program, the Organization for Economic Co-operation and Development and the International Energy Agency, v. 3, London, England, 1997 Revised 1996.

JACOBSON, M.Z. *Fundamentals of Atmospheric Modeling*. Cambridge University Press, p. 813, 2005.

KANAKIDOU, M.; SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N.; BARNES, I.; DENTENER, F.J.; FACCHINI, M.C.; VAN DINGENEN, R.; ERVENS, B.; NENES, A.; NIELSEN, C.J.; SWIETLICKI, E.; PUTAUD, J.P.; BALKANSKI, Y.; FUZZI, S.; HORTH, J.; MOORTGAT, G.K.; WINTERHALTER, R.; MYHRE, C.R.E.; TSIGARIDIS, K.; VIGNATI, E.; STEPHANOU, E.G.; WILSON, J. Organic aerosol and global climate modelling: a review, *Atmos. Chem. Phys.*, v. 5, p. 1053-1123, 2005.

KARLIK, J.F.; PITTEGER, D.R. Urban trees and ozone formation: a consideration for large-scale plantings. Oakland, University of California Division of Agriculture and Natural Resources Publication 8482, 9 p., 2012, disponível em: <http://anrcatalog.ucanr.edu/pdf/8484.pdf>.

SCHNELLE Jr, K. B.; BROWN, C.A. *Air Pollution Control Technology Handbook*, CRC Press LLC, 408 p., 2002, ISBN 9780849395888.

KAVOURAS, I.G.; STEPHANOU, E.G. Direct evidence of atmospheric secondary organic formation in forest atmosphere through heteromolecular nucleation, *Environ. Sci. Technol.*, v. 36, p. 5083-5091, 2002.

KAWANAKA Y.; MATSUMOTO, E.; SAKAMOTO, K.; WANG, N.; YUN, S-J. Size distributions of mutagenic compounds and mutagenicity in atmospheric particulate matter collected with a lowpressure cascade impactor, *Atmos. Environ.*, v. 38, p. 2125-2132, 2004.

KESSELMEIER, J.; GUENTHER, A.; HOFFMANN, T.; PIEDADE, M.T.; WARNKE, J. Natural volatile organic compound emissions from plants and their roles in oxidant balance and particle formation, *Geophys. Monogr. Ser.*, p. 183-206, 2009, doi: 10.1029/2008GM000717.

KHARE, M.; KUMAR, A.; GULIA, S. Performance evaluation of CALPUFF and AERMOD dispersion models for air quality assessment of an industrial complex. *Journal of Scientific & Industrial Research.*, v. 74, p. 302-307, 2015.

IEMA. 1º Diagnóstico da rede de monitoramento da qualidade do ar no Brasil. 277 p., 2012, disponível em: <<http://www.energiaambiente.org.br/documentos/diagnosticoQualidadedoAr-VersaoFinal-Std.pdf>>.

ISHII, S.; HISAMATSU, Y.; INAZU, K.; KOBAYASHI, T.; AIKA, K-I. Mutagenic nitrated benzo[a]pyrene derivatives in the reaction product of benzo[a]pyrene in NO₂-air in the presence of O₃ or under photoirradiation, *Chemosphere*, v. 41, p. 1809-1819, 2000.

MMA – MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. Resoluções do CONAMA, 2ª ed., Brasília - DF, Brasil, 927 p., 2008.

MOREIRA, D.; TIRABASSI, T. Modelo Matemático de Dispersão de Poluentes na Atmosfera: Um Instrumento Técnico para a Gestão Ambiental. *Ambiente & Sociedade*, v. 7, n. 2, p. 159-172, 2004, disponível em: <http://dx.doi.org/10.1590/S1414-753X2004000200010>.

MUDAKAV, J.R. *Principles and Practices of Air Pollution Control and Analysis*. Nova Delhi: I.K. International Publishin House, Pvt. Ltda., 736 p., 2010, ISBN-13: 978-9380026381.

MULLER, J.F. Geographical distribution and seasonal variation of surface emissions and deposition velocities of atmospheric trace gases, *J. Geophys. Res.*, v. 97, p. 3787-3804, 1992.

PEDERSEN, D.U.; DURANT, J.L.; PENMAN, B.W.; CRESPI, C.L.; HEMOND, H.F.; LAFLEUR, A.L.; CASS, G.R. Human-cell mutagens in respirable airborne particles in the northeastern United States. 1. Mutagenicity of fractionated samples, *Environ. Sci. Technol.*, v. 38, p. 682-689, 2004.

PEREIRA JÚNIOR, J.S. Legislação brasileira sobre poluição do ar. Brasília: Biblioteca digital da câmara dos deputados, 12 p., 2007.

Diversidade e Gestão 1(1): 107-126. 2017.
Volume Especial
Gestão Ambiental: Perspectivas, Conceitos e Casos

PERRY, S.G.; BURNS, D.J.; ADAMS, L.H.; PAINE, R.J.; DENNIS, M.G.; MILLS, M.T.; STRIMAITIS, D.G.; YAMARTINO, R.J.; INSLEY, E.M. User's Guide to the Complex Terrain Dispersion Model Plus Algorithms for Unstable Situations (CTDMPLUS): Volume 1. Model Descriptions and User Instructions. , Research Triangle Park, NC: EPA Publication No. EPA-600/8-89-041, 210 p., 1989.

PIMENTEL, L.C.G.; SOARES DA SILVA, M.; LANDAU, L.; PEREZ GUERRERO, J.S. Performance assessment of regulatory air quality models AERMOD and CALPUFF - a near field case study in metropolitan region of Rio de Janeiro, Brazil. In: International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes, 13., 2010, Paris, França. Proceedings of the 13th International International Conference on Harmonisation within Atmospheric Dispersion Modeling for Regulatory Purposes. Paris, França, 2010.

Rood, A.S. Performance evaluation of AERMOD, CALPUFF, and legacy air dispersion models using the Winter Validation Tracer Study dataset. *Atmospheric Environment*, v. 89, p. 707-720, 2014.

SCIRE, J.S.; STRIMAITIS, D.G.; YAMARTINO, R.J. A User's Guide for the CALPUFF Dispersion Model (Version 5.0). Concord, MA: Earth Tech, Inc, 2000, 468 p.

SHULMAN, L.L.; SCIRE, J.S. Buoyant line and Point Source (BLP) Dispersion Model User's Guide. Environmental Research and Technology, Inc, Concord, MA: Document P-7304B, 1980.

SEINFELD, J.H.; PANDIS, S.N. Atmospheric Chemistry and Physics - From Air Pollution to Climate Change. 2ª ed. New York: Wiley, 2006.

SHELDON, P.; JAMES, T. Nelson-Richmond Air Quality Modelling: Development of an Air Quality Model and Meteorological Data Sets for the Nelson-Richmond Urban Area. Report Number 0978104449, 136 p., 2012.

SINGH, R.; SINGH, A.P.; SINGH, M.P.; KUMAR, A.; VARSHNEY, C.K. Emission of isoprene from common Indian plant species and its implications for regional air quality. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 144, p. 43-51, 2008.

SINGH, A.P.; VARSHNEY, C.K.; SINGH, U.K. Seasonal variations in isoprene emission from tropical deciduous tree species. *Environmental Monitoring and Assessment*, v. 131, p. 231-235, 2007.

SOARES DA SILVA, M.; CUNHA, B.D.; PIMENTEL, L.C.G.; PÉREZ-GUERRERO, J.S.; VICENTINI, P.C. Análise comparativa da concentração de dióxido de enxofre via modelos regulatórios AERMOD e CALPUFF e monitoramento próximo às fontes de emissão da bacia aérea III - RMRJ. *Revista Brasileira de Meteorologia*, v. 29(2), p. 281-298, 2014.

STREIT, G.E.; GUZMÁN, F. Mexico city air quality: progress of an international collaborative project to define air quality management options. *Atmospheric Environment*, v. 30, p. 723-733, 1996, disponível em: [https://doi.org/10.1016/1352-2310\(95\)00275-8](https://doi.org/10.1016/1352-2310(95)00275-8).

SYKES, R.I.; HENN, D.S. Representation of velocity gradient effects in a Gaussian puff model. *Journal of Applied Meteorology*, v. 34, p. 2715-2723, 1995.

THOMSON, D.J. Criteria for the selection of stochastic models of particle trajectories in turbulent flows. *Journal of Fluid Mechanics*, v. 180, p. 529-556, 1987.

US EPA. User's Guide for CAL3QHC Version 2: A Modeling Methodology for Predicting Pollutant Concentrations near Roadway Intersections. Research Triangle Park, NC: Publication No. EPA-454/R-92-006, 1992.

US EPA. AP-42 - Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Volume 1 - Stationary Point and Area Source, Fifth Edition, U.S.A., 1995a.

US EPA. AP-42 - Compilation of Air Pollutant Emission Factors, Apendix H - Highway Mobile Source Emission Factors Tables, Fifth Edition, U.S.A., 1995b.

US EPA. AERMOD: Description of Model Formulation. North Carolina, U.S.: Environmental Protection Agency, In: EPA-454/R-03-004, September 2004.

US EPA. Revision to the Guideline on Air Quality Models: Adoption of a Preferred General Purpose (Flat and Complex Terrain) Dispersion Model and Other Revisions. U.S. Federal Register, 40 CFR Part 51, Vol. 70, No-216/Weds., Nov 9, 2005, disponível em: <www.epa.gov/scram001>.

VICENTINI, P.C. Uso de Modelos de Qualidade do Ar para a Avaliação do Efeito do PROCONVE entre 2008 e 2020 na Região Metropolitana do Rio de Janeiro. 2011. 224 p.
Tese (Doutorado) - Programa de Pós-Graduação em Engenharia Mecânica, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

WANG, S.; HAO, J. Air quality management in China: Issues, challenges, and options. *Journal of Environmental Sciences*, v. 24(1), p. 2-13, 2012.

WHO – World Health Organization. Air quality guidelines for Europe. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 1987.

WHO – World Health Organization. Air quality guidelines for Europe. Second Edition, Copenhagen, WHO Regional Publications, European Series, No. 91. WHO Regional Office for Europe, 2000.

Diversidade e Gestão 1(1): 107-126. 2017.
Volume Especial
Gestão Ambiental: Perspectivas, Conceitos e Casos

WHO – World Health Organization. Air Quality Guidelines. Global update 2005. Particulate matter, ozone, nitrogen dioxide and sulfur dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2006.

WHO – World Health Organization. Review of evidence on health aspects of air pollution – REVIHAAP Project. Copenhagen, Technical Report, WHO Regional Office for Europe, 2013a.

WHO – World Health Organization. Health risks of air pollution in Europe – HRAPIE project. Recommendations for concentration–response functions for cost – benefit analysis of particulate matter, ozone and nitrogen dioxide. Copenhagen, WHO Regional Office for Europe, 2013b.

Revisor: MsC. Felipe Cury Mazza